

Panorama de las Tecnologías de Tratamiento

Mariska Ronteltap, Pierre-Henri Dodane y Magalie Bassan

Objetivos de aprendizaje

- Conocer las tecnologías existentes para el tratamiento de lodos fecales.
- Enterarse de nuevas tecnologías con potencial para el futuro y los conocimientos que todavía hacen falta para ponerlas en práctica.
- Entender las ventajas, las limitaciones y los ámbitos de aplicación de las tecnologías de tratamiento.
- Comparar y contrastar las diferentes tecnologías de tratamiento, en función de eficiencia e idoneidad en los contextos locales.
- Comprender la importancia de encontrar combinaciones de las tecnologías que se ajusten a los diferentes contextos.

5.1 INTRODUCCIÓN

En los capítulos anteriores, se analizaron las características de los lodos fecales (LF), las formas de recolectarlos y transportarlos hasta las estaciones de tratamiento de los LF (ETLF), junto con un resumen de los mecanismos de tratamiento. En este capítulo, se reseñan las diferentes tecnologías para aplicar dichos mecanismos.

Cada tecnología tiene diferentes ámbitos de aplicación. Pueden utilizarse para el tratamiento o co-tratamiento de LF frescos (p.ej., baños públicos), digeridos o pretratados. Dada la abundancia de desechos como plásticos y papeles los LF entregados en las ETLF por los camiones, es necesario que les sea realizado un tamizado antes de someterse a la mayoría de las tecnologías de tratamiento. También, se debería revisar las características de los LF que fueron colectados en instalaciones comerciales o industriales, puesto que podrían estar contaminados con metales o presentar altas concentraciones de aceites y grasas o las otras sustancias nocivas que se mencionaron en el Capítulo 2 y deben ser segregados y tratados por aparte. Luego del tratamiento, hay tres tipos de productos finales:

- Desechos gruesos que se quedan en los tamices;
- Lodos tratados; y
- Efluentes líquidos (p.ej., lixiviados).

La Figura 5.1 presenta varias alternativas para el tratamiento de LF y sus productos finales (los cuales se detallan más en la Sección 17.4.3). Es necesario tomar en cuenta el contexto local, las regulaciones existentes y los objetivos del uso final de los materiales (Capítulo 10) en la selección de tecnologías o combinaciones de las mismas. El proceso consistirá de combinaciones de:

- Tratamiento de los LF que fueron traídos directamente desde las estructuras descentralizadas de saneamiento. (El tratamiento puede ser en uno o más pasos y puede generar productos finales sólidos y líquidos.)
- Tratamiento adicional de los productos generados (sólidos o líquidos) antes de su uso o disposición final.

Los ámbitos de aplicación de las diferentes tecnologías varían. Algunas son para tratar (o co-tratar) los LF frescos (p.ej., de baños públicos) y otras son más adecuadas para tratar LF digeridos (p.ej., de tanques sépticos) o pretratados. Esto se debe al hecho que la separación del agua (Capítulos 2 y 3) es más difícil con los LF frescos que provienen de letrinas con baldes o baños públicos que se vacían una o más veces al mes, los que también generan más olores durante su digestión (Heinss *et al.*, 1998). Para superar estos problemas, es recomendable someter los LF frescos a una serie de tecnologías, con una etapa inicial de digestión. Otra alternativa es mezclar los LF frescos y digeridos. Cofie *et al.* (2006) experimentó exitosamente con la aplicación en lechos de secado sin plantas de una mezcla de una parte fresca y dos partes digeridas.

Además de las metas de tratamiento, se debe tomar en cuenta siempre una comparación de costos al seleccionar una tecnología. Sin embargo, es difícil lograr un cálculo completo, debido al número de factores en juego y la alta variabilidad en los costos según el contexto específico. Encima de eso, la falta de experiencia en la operación de ETLF a largo plazo complica aún más esta estimación de costos. Para facilitar la selección de tecnologías apropiadas, la última sección de este capítulo ofrece luces para el cálculo de los costos a lo largo de la vida útil de las tecnologías y una manera de comparar los costos de manejo de LF (MLF) con los de tecnologías basadas en aguas servidas recolectadas mediante alcantarillado.

Varias tecnologías existen para el tratamiento de LF, pero no se dispone del mismo grado de conocimiento sobre la operación de todas ellas, debido a diferentes grados de investigación y puesta en práctica. Las tecnologías de tratamiento de LF que se describen en este libro hasta un grado de detalle operativo son tanques de sedimentación, lechos de secado sin plantas, lechos de secado con plantas y el co-tratamiento con las aguas servidas (Capítulos 6 a 9, respectivamente). Otras tecnologías que también se han puesto en práctica y que son relativamente establecidas incluyen el co-compostaje con desechos orgánicos municipales, el co-tratamiento en lagunas de estabilización y el entierro en zanjas profundas. Estas serán descritas en la Sección 5.2.

Otras tecnologías han sido adaptadas del tratamiento de aguas servidas en estaciones de lodos activados y las prácticas de manejo de los lodos allí generados. Esta categoría incluye la digestión anaeróbica, la incineración, los procesos de secado mecánico (p.ej., centrifugación) y el tratamiento químico con cal, que serán explicados en la Sección 5.3. Finalmente, existe toda una variedad de tecnologías nuevas que están siendo desarrolladas actualmente. Gran parte de esta investigación actual tiene como meta incrementar el valor económico de los productos finales y algunos de estos son presentados en la Sección 5.4 y en el Capítulo 10.

5.2 RESUMEN DE LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

La Figura 5.1 presenta un resumen de las tecnologías de tratamiento, junto con sus objetivos y funcionalidades. Es importante reconocer que la conversión de LF en productos seguros para uso o disposición final requiere la realización de varios procesos. Los LF generalmente contienen mucha agua que tiene que separarse, lo que puede ser en forma directa (p.ej., en lechos de secado) o con un paso previo de decantación. Según la meta final, otros requisitos adicionales podrán incluir la conversión de la materia orgánica en formas más estables, la reducción de patógenos o ambas. Los mecanismos subyacentes están descritos en Capítulo 3. Es primordial recordar la meta final durante el proceso de diseño (Capítulo 10). Si la meta final es generar un producto seco a utilizarse en la agricultura, se debe enfatizar la separación del agua y la reducción de patógenos. Si la meta consiste en quemar los lodos para aprovechar la energía, la prioridad sería la deshidratación y no la destrucción de patógenos, fuera de la debida protección de los trabajadores.

El esquema para la selección de una tecnología (Figura 17.10) ayuda a escoger tecnologías que son apropiadas para un contexto particular, al tomar en cuenta los diferentes factores. Otros elementos importantes en esta selección (p.ej., factibilidad económica) están descritos al final de este capítulo y las regulaciones locales y los contextos específicos en la parte del libro sobre la planificación.

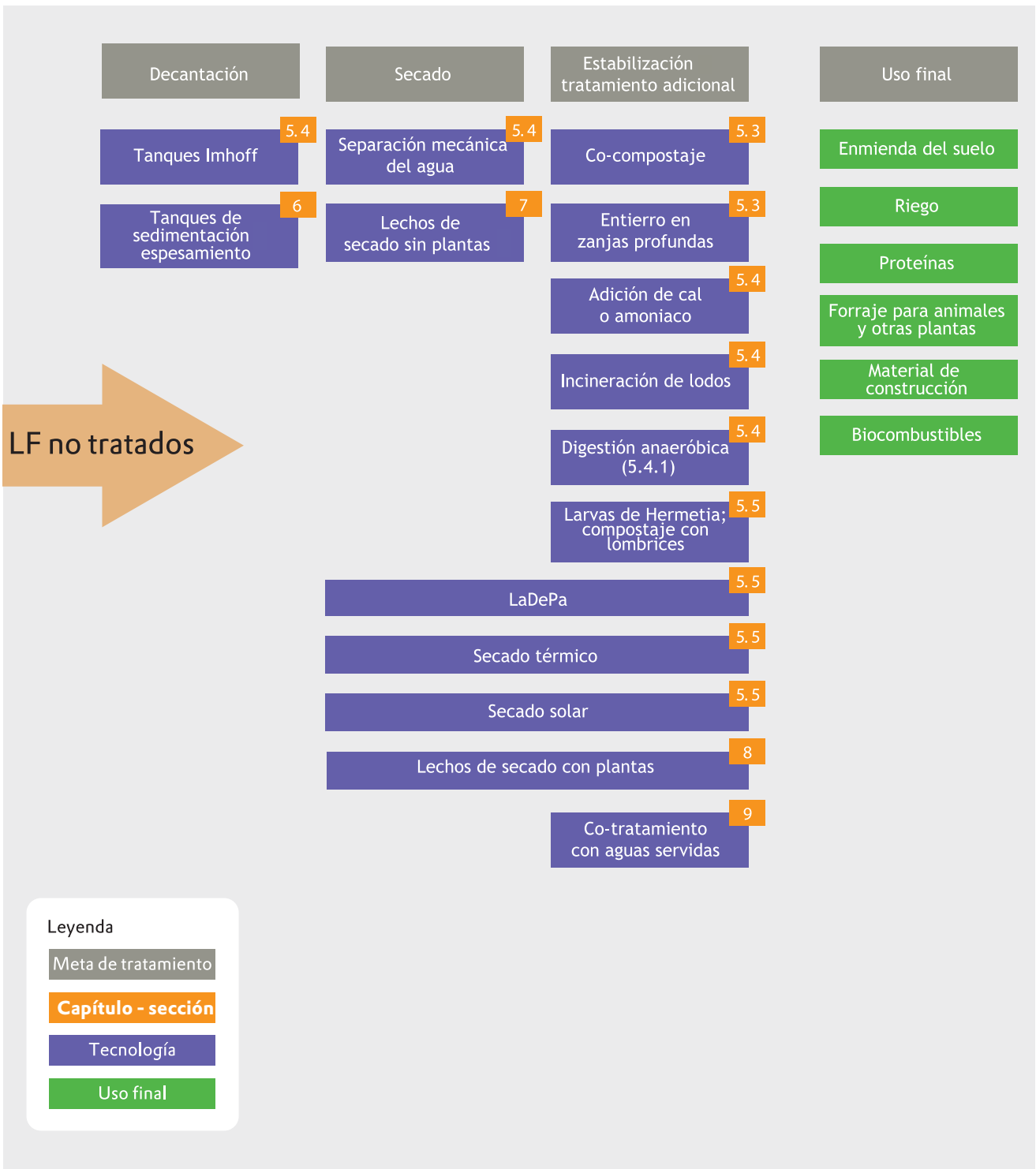


Figura 5.1 Categorización de las tecnologías de tratamiento según sus metas de tratamiento. (Los productos finales son analizados en el Capítulo 10. Los flujos específicos de una tecnología a otra se presentan en el esquema para la selección de tecnologías de la Figura 17.10.)

5.3 TECNOLOGÍAS ESTABLECIDAS PARA EL TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

5.3.1 Co-compostaje de lodos fecales

El compostaje es un proceso biológico en el cual microorganismos descomponen la materia orgánica bajo condiciones controladas y predominantemente aeróbicas. El producto final es una materia orgánica estabilizada que puede destinarse a mejorar los suelos. También libera nutrientes paulatinamente y puede considerarse un fertilizante de larga acción. Hay dos tipos de sistemas de compostaje: abiertos y cerrados. El primero es más económico, tanto en la inversión como en la operación, pero requiere espacios más extensos. En un sistema abierto de compostaje, se coloca la materia orgánica cruda en montículos para su descomposición aeróbica. Para incrementar la eficiencia respecto al espacio, estos montículos pueden ubicarse en cajas. Si se coloca el material aún no tratado en cajas, recipientes o barriles, es considerado un sistema cerrado.

Para asegurar un proceso óptimo de compostaje, los siguientes parámetros deben estar controlados (EAWAG e IWMI, 2003):

- La proporción de carbono a nitrógeno (C:N) debe ser de 20 o 30 a 1 para cuidar la disponibilidad biológica de los nutrientes, puesto que los microorganismos necesitan el carbono como fuente de energía y el nitrógeno para construir su estructura celular. Un exceso de nitrógeno puede ocasionar la pérdida de este nutriente en la forma de amoníaco que se evapora, además que el montículo permanece frío y la degradación procede lentamente. Un exceso de carbono en el compost final puede crear problemas, ya que los microbios del suelo utilizarían el nitrógeno allí presente, en el aprovechamiento de este carbono, “quitándolo” de las plantas. Durante el compostaje, gran parte del carbono es convertido en CO₂ y la proporción C:N se disminuye hasta alrededor de 10:1 cuando el compost está estabilizado.
- La concentración de oxígeno debe estar entre un 5 y un 10 % para asegurar que la descomposición microbiana sea aeróbica. Se puede lograr una aeración adecuada por medio de estructuras pasivas de ventilación (túneles para el aire) o bien mediante máquinas que soplan o succionan el aire a través del montículo (aeración activa o forzada, con uso de energía). En sistemas abiertos, se pueden virar los montículos para mejorar la aeración, aunque el principal motivo de esta actividad es reubicar el material que se encuentra en la parte de afuera al centro caluroso de la pila.
- El contenido de agua debe estar entre un 40 y un 60 % en peso, a fin de proveer la humedad que requieren los microbios descomponedores, sin saturar al montículo y causar condiciones anaeróbicas. Al virarlo, se escapa mucho vapor de agua y la frecuencia en que debe realizarse depende principalmente de su humedad, puesto que los excesos de agua disminuyen la circulación de aire en el montículo (Cooperband, 2002), crean condiciones anaeróbicas y generan olores. Si se vuelve muy seco, en cambio, se debe agregar el agua que necesitan los microbios, hasta que el material se sienta como una esponja húmeda.
- Las partículas en los montículos estáticos deben ser menores a 5 cm. Los pedazos más pequeños se descomponen más rápidamente, por su alta relación de superficie (accesible a los microbios) en relación al peso. Por otro lado, la acumulación de pedazos muy pequeños impide la aeración. Por lo tanto, el tamaño de las partículas influye mucho sobre la estructura de los poros, la aeración y la extensión de superficie expuesta a los microbios.

En un montículo de compost debidamente manejado, la temperatura se eleva rápidamente hasta 60 o 70 °C, por la liberación de calor al romper lazos de carbono en un proceso exotérmico, con la mayor mortandad de los patógenos en las temperaturas más altas. Luego de unos 30 días, la temperatura se disminuye hasta 50 °C y en la fase de maduración a unos 40 °C. Este proceso de compostaje culmina al regresar a la temperatura ambiente, después de un mínimo de unas seis a ocho semanas (incluyendo su maduración; Klingel *et al.*, 2002).

Se pueden lograr condiciones óptimas para el compostaje, con adecuadas condiciones de humedad y la proporción C:N, al mezclar diferentes tipos de desechos. Por ejemplo, es ventajoso mezclar los LF con los desechos orgánicos municipales (DOM), puesto que las heces y la orina contienen altos niveles de nitrógeno (Capítulo 2) y agua, mientras los DOM aportan más carbono y poca humedad. Se debe restringir la cantidad de materiales con mucha lignina, por lo que resisten la biodegradación. Asimismo, la paja de trigo y los tallos de maíz contienen una forma de celulosa que es difícil de degradar. Se pueden usar estos materiales, pero con una proporción C:N inicial más alto para compensar por su baja disponibilidad biológica.

Es mejor realizar el co-compostaje de LF con DOM luego de haber separado gran parte del agua de los LF (p.ej., en tanques de sedimentación y espesamiento o lechos de secado). Es posible regar o salpicar los LF no tratados sobre los montículos de compost, pero rápidamente se vuelven demasiado húmedos y, por lo tanto, no es práctico. Los DOM suelen ya contener una humedad de 40 o 60 %, por lo que no se les debería agregar mucho más líquido. Koné *et al.* (2007) realizaron exitosamente este tipo de co-compostaje con LF que, luego de la separación del agua, tenían un contenido de sólidos totales (TS) mayor a 20 %. Para más pautas sobre los contenidos óptimos de carbono, nitrógeno y humedad, se puede consultar la página web de Sandec (www.sandec.ch), en especial la publicación “El Co-compostaje de LF y DOM, seguido por el Mercadeo del Compost” (EAWAG e IWMI, 2003), junto con los documentos de Rouse *et al.* (2008) y Strauss *et al.* (2003).

Posibles ventajas y limitaciones del co-compostaje

La mayor ventaja del co-compostaje es la formación de condiciones termofílicas y la mortandad de los patógenos por el calor. El producto final del co-compostaje es una excelente enmienda para mejorar los suelos y puede generar ingresos si existe demanda en el mercado (Capítulo 10). Sin embargo, la debida operación de una estación de co-compostaje y la elaboración de un producto seguro requieren destrezas tanto administrativas como técnicas, que pueden ser limitantes.

Caso de Estudio 5.1: Co-compostaje de lodos fecales y desechos orgánicos municipales en Kumasi, Ghana (Adaptado de Cofie y Koné, 2009)

En febrero de 2002, se inauguró en la ciudad de Kumasi, con fines de investigación, una estación piloto, en la cual lodos fecales (LF) eran secados y luego se realizaba co-compostaje junto con desechos orgánicos municipales (DOM). Se eligió ubicar esta operación en la Estación de Tratamiento Buobai. Los LF, entregados por camiones aspiradores, provenían de baños públicos (que no tenían conexión al alcantarillado) y tanques sépticos domésticos de Kumasi. Primero, los LF frescos eran secados en lechos de secado sin plantas, ya que contenían demasiada agua y no eran adecuados para el compostaje. Se mezclaba una parte de LF de baños públicos con dos partes provenientes de tanques sépticos (1:2) y se secaban en los lechos durante aproximadamente 10 días, tiempo en el cual alcanzaban la espesura suficiente para poder manejarlos con palas y almacenarlos. Los DOM eran traídos en camión desde los mercados y barrios. La mezcla (3:1, DOM:LF secados) fue colocada en montículos abiertos largos que eran volteados manualmente. Durante un ciclo de compostaje, las siguientes actividades eran realizadas: voltearlo, agregar agua, medir la temperatura, pesar y muestrear (para posterior análisis en laboratorio). El compost madurado fue cernido, empacado en sacos de 50 kg y almacenado antes de su uso (Tabla 5.1). Se probó la germinación de especies seleccionadas de hortalizas en el compost final, encontrándose que un 70 a 100 % de ellas germinaron, lo que se consideró aceptable. Se entrevistaron a un grupo de agricultores locales y un 83 % estaba dispuesto a utilizar este compost derivado de excremento.

Fue necesario realizar el compostaje durante al menos 2 meses para producir compost que cumpliera con el estándar de la OMS de contener menos de 1 huevo de *Ascaris* por gramo de TS. Luego de 80 días, se logró una eficiencia aún mayor (de 90 a 100 %) en la inactivación de los huevos de *Ascaris*, gracias al calor generado que se mantuvo encima de 45 °C por un tiempo mayor a un mes. Cabe mencionar que, si no se cumplen con estas condiciones, la reducción de patógenos no acataría los estándares de la OMS. En tal caso, una posibilidad sería su almacenamiento durante un tiempo extendido antes de su uso.

De esta investigación, se puede concluir que es técnicamente factible convertir LF parcialmente secados en una enmienda segura de los suelos agrícolas mediante el compostaje. Su factibilidad económica depende de varias condiciones locales (véase el Capítulo 10 para conocer más sobre los asuntos que influyen en la factibilidad económica de los productos finales).

Tabla 5.1 Criterios y suposiciones para el diseño de una estación a escala piloto para tratar lodos fecales mediante lechos de secado sin plantas y co-compostaje en Kumasi, Ghana (Cofie y Koné, 2009).

Lechos de Secado sin Plantas		Co-compostaje	
Volumen de LF tratados	45 m ³ /mes (= 1,5 m ³ /día)	Proporción de DOM a LF secados	3:1 (por volumen)
Ciclos de separación del agua	3/mes	Tiempo de compostaje	1 mes termofílico, 1 a 2 meses de maduración
Cargas de camiones tanqueros	3/ciclo (1 camión ≈ 5 m ³)	Ciclo de compostaje	Uno ciclo iniciado cada mes
Proporción de LF de baños públicos a LF de tanques sépticos	1:2	Volumen de DOM requeridos	3 x 4,5 = 13,5 m ³ /mes
Extensión de los lechos	50 m ²	Compost crudo producido	4,5 + 13,5 = 18 m ³ /mes
Carga hidráulica sobre los lechos	30 cm/ciclo	Reducción en volumen durante el compostaje	50%
Producción de lodos secados	1,5 m ³ /ciclo	Cantidad de compost madurado producido	9 m ³ = 4,5 toneladas/mes (densidad = 0,5 t/m ³)

5.3.2 Co-tratamiento en lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización son utilizadas ampliamente para el tratamiento de aguas servidas municipales y se basan en los procesos naturales que ocurren en los ecosistemas. Son consideradas una buena opción para el tratamiento de aguas servidas en los países de bajos ingresos, donde existe suficiente terreno, en especial en climas tropicales (Mara, 2004). Incluyen lagunas de diferentes profundidades y tiempos de retención.

Es frecuente construir una combinación de tres tipos de lagunas en serie para el tratamiento de aguas servidas (Figura 5.2):

1. Lagunas anaeróbicas, de 2 a 4 m de profundidad, son utilizadas para la sedimentación de los sólidos suspendidos y su digestión anaeróbica.
2. Lagunas facultativas, de 1 a 1,8 m de profundidad, permiten la sedimentación de los sólidos suspendidos restantes. En su capa superior, la contaminación orgánica es digerida aeróbicamente, mientras condiciones anaeróbicas predominan en el fondo.
3. Lagunas de maduración, de 1 a 1,5 m de profundidad, permiten la reducción de patógenos y la estabilización. Son mayormente aeróbicas, con el oxígeno proveniente de algas y de la difusión desde el aire. Los rayos ultravioletas del sol reducen la abundancia de los patógenos.

Al agregar LF a estas lagunas, el amoníaco llega a ser un factor limitante muy rápidamente. Una aeración mecánica o unas cascadas entre las lagunas pueden contribuir a una oxigenación adecuada y ayudar a reducir la concentración de amoníaco (Strauss *et al.*, 2000).

Las lagunas de estabilización son diseñadas según las tasas de carga orgánica. Las lagunas anaeróbicas eliminan de un 60 a un 70 % de DBO y emiten poco olor cuando están cargadas con hasta 350 g DBO/m³/día. Las lagunas facultativas reciben unos 350 kg DBO/ha/día (35 g DBO/m²/día; Klingel *et al.*, 2002).

Lagunas de estabilización pueden ser utilizadas para el co-tratamiento de aguas servidas juntas con el efluente de los tanques de sedimentación y espesamiento de LF. Papadopoulos *et al.* (2007) también agregaron LF directamente después de su tamizado, pero solo en pequeños porcentajes con relación a las aguas servidas. Sin embargo, se observaron problemas al añadir los LF a la laguna anaeróbica y se lo discontinuó. No se recomienda tratar LF puros (o en grandes porcentajes) en estas lagunas, debido a su alta concentración de amoníaco, sólidos

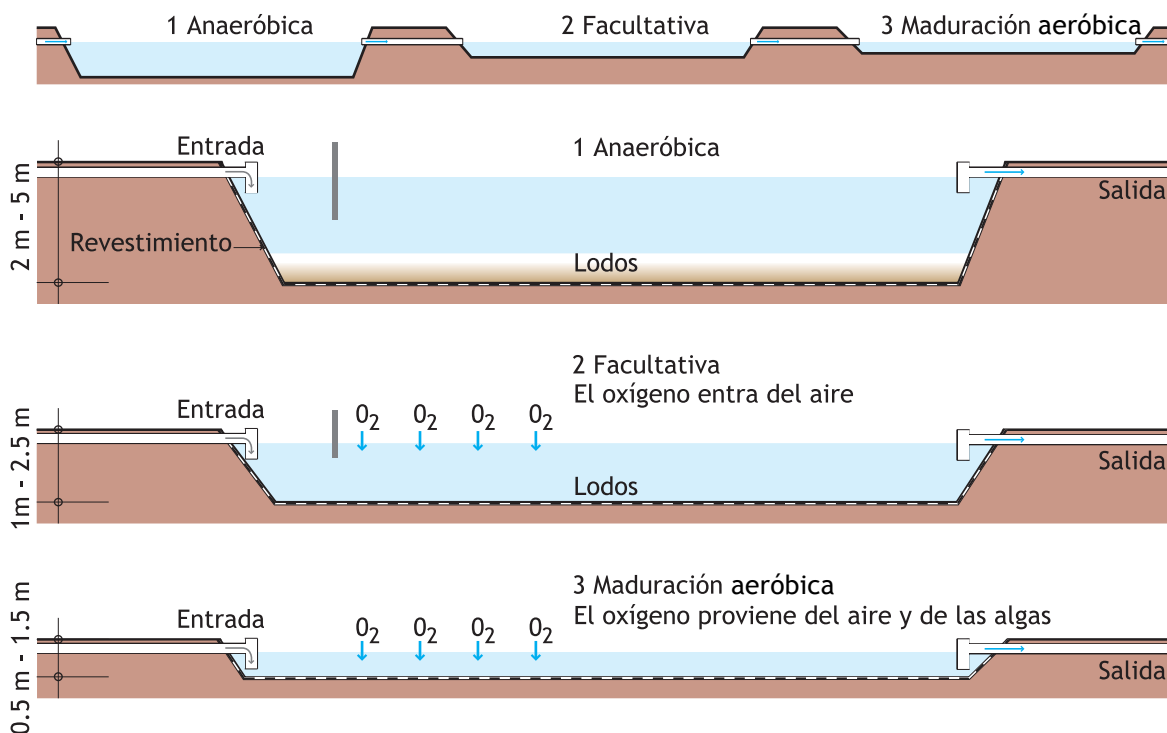


Figura 5.2 Diseño y principios de los tres tipos de lagunas que constituyen las lagunas de estabilización (Tilley *et al.*, 2014)

y sustancias orgánicas (Strauss *et al.*, 2000). Pueden ser utilizadas para el co-tratamiento de LF y lixiviados de rellenos sanitarios (Kurup *et al.*, 2002) o el tratamiento de los bi-productos líquidos de las otras tecnologías para tratar los LF, incluyendo los siguientes:

- Los lixiviados de los lechos de secados con o sin plantas. Este líquido contiene menos materia orgánica que las aguas servidas y puede ser factible descargarlo directamente en una laguna facultativa, ya que su concentración de sólidos es relativamente baja. Sin embargo, su concentración de amoníaco podría ocasionar inconvenientes, como la inhibición de algas y de bacterias metanogénicas.
- El efluente de los tanques de sedimentación y espesamiento. En Argentina, se implementó el co-tratamiento de este líquido junto con aguas servidas en lagunas anaeróbicas y se analizó el efluente final (Fernández *et al.*, 2004; Ingallinella *et al.*, 2002). Esta solución también se aplicó en Dakar, Senegal, con el co-tratamiento del efluente de tanques de sedimentación y aguas servidas en lagunas de estabilización, mientras los LF espesados eran tratados en lechos de secado sin plantas.

Mara (2004), Mara *et al.* (1992) y Strauss *et al.* (1999) exponen más detalles sobre estas lagunas, incluyendo su diseño.

Posibles ventajas y limitaciones de las lagunas de estabilización

Estas lagunas son sencillas de construir y requieren de relativamente poca atención en su operación y mantenimiento. Son adecuadas para climas tropicales y logran relativamente amplia reducción de los patógenos. Sus desventajas incluyen el requerimiento de terrenos extensos, su alta tasa de acumulación de sólidos (si no se han separado los sólidos previamente) y la posible inhibición debido a altas concentraciones de sal y amoníaco. La extracción de los lodos que se acumulan puede requerir maquinaria pesada (Strauss *et al.*, 2000).

5.3.3 Entierro en zanjas profundas

Esta tecnología puede considerarse tanto un tratamiento como un uso final y, por lo tanto, también es analizada en el Capítulo 10. En la década de 1980, fue puesta en práctica con lodos de aguas servidas en los EE.UU. y después fue adaptada para LF en Durban, Sudáfrica (Still *et al.*, 2012). Consiste en excavar zanjas profundas,

llenarlas de lodos y cubrir estos con tierra. Luego, se siembran árboles que se benefician de los nutrientes y la materia orgánica que los LF liberan paulatinamente. En áreas donde se dispone de suficiente terreno, esta tecnología es una alternativa sencilla y económica que requiere poca atención de operación y mantenimiento, además de no generar malos olores o molestias visuales. Los beneficios también incluyen un mayor crecimiento de los árboles. Sin embargo, una de sus principales limitaciones es la necesidad de grandes áreas, a distancias prudentes de las aguas superficiales o subterráneas. En Durban, se documentó poca infiltración de nitratos en el suelo y las aguas subterráneas permanecieron libres de contaminación, al mismo tiempo que los árboles (de rápido crecimiento) absorbieron los nutrientes adicionales (Still *et al.*, 2012). Este tipo de entierro de los LF es considerado más factible en lugares donde no se obtiene el agua de pozos y se dispone de amplias extensiones de terreno, lo que implica el transporte de los LF hasta zonas rurales o periurbanas. En muchos países, no existe todavía un marco legal para respaldar esta alternativa; en Sudáfrica, por ejemplo, las regulaciones ambientales actualmente permiten realizar esto solo a escala piloto.

Posibles ventajas y limitaciones del entierro en zanjas profundas

La principal ventaja de esta tecnología es que no requiere infraestructura costosa o bombas que sean muy vulnerables a un mantenimiento inadecuado. Además, la siembra de árboles genera muchos beneficios, como el secuestro de carbono, el control de erosión y la posible venta de leña y otros productos. Las limitaciones incluyen el acceso a suficiente terreno donde el agua freática esté suficientemente profunda para no contaminarse y la falta de legislación en muchos países para permitir esta práctica.

Caso de Estudio 5.2: Entierro en zanjas profundas en Durban, Sudáfrica

(Adaptado de Still *et al.*, 2002)

La Unidad de Agua y Saneamiento (EWS) del municipio de eThekweni en Durban realizó el entierro en trincheras profundas para la disposición y tratamiento de lodos generados en el tratamiento de aguas servidas municipales y de los lodos fecales (LF) que fueron retirados de letrinas mejoradas de pozos ventilados (VIP). Este proyecto de EWS en Umlazi, al sur de Durban, se inició en 2009. Los LF de letrinas fueron enterrados a diferentes tasas de carga en suelos arenosos (Figura 5.4; Still *et al.*, 2012). Se observaron grandes efectos positivos en los árboles sembrados, aunque con gran variación según la especie y las condiciones experimentales.



Figura 5.4 Sitio de ensayos del entierro en zanjas profundas en Umlazi, con la colocación de lodos fecales en trincheras de un metro de profundidad (arriba) y árboles sembrados encima de los hoyos rellenados (abajo). El agua de los pozos locales fue monitoreada por posible contaminación de nutrientes, sustancias orgánicas y patógenos (fotos: Jay Bhagwan del Consejo de Investigación del Agua, Sudáfrica).

En un segundo sitio de pruebas cerca de Durban, se observó una reducción a través del tiempo en la diferencia en el crecimiento entre los árboles que fueron sembrados encima de los LF y los que fueron sembrados en otros lugares. Los árboles plantados sobre los LF crecieron 300 % en altura durante el primer año y a los nueve años tuvieron de un 30 a 40 % más de biomasa comparados a los árboles que fueron sembrados sin este abono. Los huevos de *Ascaris* eran muy abundantes en los LF frescos y luego de 2,8 años de entierro menos del 0,1 % estaban todavía viables y capaces de infectar a una persona (Still *et al.*, 2012)

5.4 TECNOLOGÍAS TRANSFERIDAS PARA EL TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

El tratamiento de aguas servidas con lodos activados genera lodos de desecho que requieren un tratamiento adicional. Las tecnologías para tratar esos lodos pueden ser transferibles al MLF. Su ventaja es que han sido aplicados durante muchos años y existe un gran conocimiento sobre su diseño, operación y mantenimiento. Sin embargo, ha habido poca investigación detallada sobre su aplicación con LF, la que sería primordial para una puesta en práctica exitosa a largo plazo.

5.4.1 Digestión anaeróbica

Durante la digestión anaeróbica, la materia orgánica es convertida en biogás y el lodo restante es llamado 'digestato'. El biogás es una mezcla principalmente de metano y dióxido de carbono, mientras el digestato es relativamente estable biológicamente y puede ser utilizado para mejorar los suelos. (Hay más información sobre el biogás en los Capítulos 3 y 10.)

Se realiza la digestión anaeróbica de desechos orgánicos en tanques herméticos para asegurar la escasez de oxígeno. Ha sido aplicado ampliamente en estaciones centralizadas de tratamiento de aguas servidas para la digestión de los lodos primarios y los lodos de desecho del sistema de lodos activados, en reactores de flujo de pistón o de mezcla constante (PFR o CSTR, respectivamente por sus siglas del inglés). Pueden también incluir reactores anaeróbicos de flujo ascendente (UASB), reactores anaeróbicos con divisiones (ABR) y filtros anaeróbicos. Este tratamiento está bien conocido y desarrollado para desechos industriales y aguas servidas muy cargadas (p.ej., de las agroindustrias; Arthur *et al.*, 2011). En toda Asia, existe amplia aplicación de la digestión anaeróbica del estiércol animal, con o sin la adición de LF humanos (Koottatep *et al.*, 2004). Sin embargo, todavía no se aprovecha su potencial para el tratamiento centralizado o semicentralizado de los LF en sectores urbanos, aunque existe gran potencial para esto.

Los principales parámetros para el diseño de digestores anaeróbicos son el tiempo de retención hidráulica, la temperatura y el patrón de carga. Las condiciones operativas que juegan papeles importantes en el diseño y operación de los digestores anaeróbicos incluyen:

- Tiempo de retención de los sólidos (SRT),
- Tiempo de retención hidráulica (HRT),
- Temperatura,
- Alcalinidad,
- pH,
- Presencia de sustancias inhibidoras o tóxicas, y
- Disponibilidad biológica de los nutrientes.

Al diseñar un reactor anaeróbico, es importante conocer la carga orgánica prevista, a fin de calcular un HRT suficientemente largo como para permitir su degradación. En sistemas sin recirculación, el SRT es igual al HRT (p.ej., PFR). Los pasos reactivos anaeróbicos tienen una relación directa con el HRT: un aumento o una reducción en el HRT conduce a un aumento o una reducción en el grado de hidrólisis, acidificación, fermentación y metanogénesis (Metcalf y Eddy, 2003). Por lo tanto, es importante monitorear el HRT para prevenir fallos de los reactores. La temperatura también cumple una función central, especialmente en el grado y la tasa de hidrólisis y formación de metano. Al mismo tiempo, la temperatura también influye en ciertos parámetros físico-químicos en los reactores, como el intercambio de gases, la solubilidad de sales y la inactivación de patógenos.

Experiencias con lodos fecales

Algunos estudios han evaluado la digestión anaeróbica de LF y otros tipos de excrementos. Arthur *et al.* (2002) y Klingel *et al.* (2002) recomiendan el espesamiento antes de la digestión, a fin de reducir el volumen y así el tamaño necesario del reactor. Para la digestión anaeróbica de excrementos frescos, Daisy y Kamaraj (2011)

informan, a partir de una revisión bibliográfica, que es factible reducir la abundancia de bacterias y virus patogénicos, con un tiempo de retención hidráulica suficientemente largo. Song *et al.* (2012) determinaron que se generaba entre 15 y 90 mL de biogás/g de LF, en temperaturas entre 15 y 30°C, respectivamente. Sin embargo, la producción de gas representó solamente una reducción de un 30 % de los sólidos volátiles, frente a una reducción teórica de un 50 o un 60 %, lo que indica que se podrían haber optimizado mejor las condiciones operativas.

Posibles ventajas y limitaciones de la digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica tiene el potencial para generar biogás al mismo tiempo que se estabilizan los LF y se reducen sus olores y volumen. Sin embargo, la operación y mantenimiento de digestores anaeróbicos requiere un grado relativamente alto de destreza. Es necesario tomar en cuenta la posible inhibición de la digestión debido a variaciones en las características de los LF y se debe educar a los usuarios, a fin de evitar el ingreso de metales pesados y detergentes. Otra limitación es que, a pesar que exista un amplio conocimiento sobre el proceso en general, aún falta comprobación en el tratamiento de LF puros en estaciones urbanas centralizadas o semicentralizadas. Por lo tanto, se requiere más investigación y se deben instalar estaciones a escala piloto antes de la puesta en práctica a escala completa, a fin de aprender más sobre la aplicación sostenible y segura de esta tecnología.

5.4.2 Tanque Imhoff

Un tanque Imhoff consiste en un tanque de tamaño compacto que combina la acción de un tanque de sedimentación con la de un reactor de digestión anaeróbica en uno solo (Figura 5.5). Es muy conocido en el tratamiento de aguas servidas y se le ha aplicado en Indonesia para el tratamiento de LF. Principalmente ha sido utilizado en el tratamiento primario de aguas residuales, para separar parcialmente el agua y digerir parcialmente los lodos asentados. Las mismas consideraciones de las características de los lodos que fueron mencionadas respecto a la digestión anaeróbica se aplican aquí también.

Es un tanque alto (hasta 9 m de alto para las aguas servidas), en el cual los lodos se asientan en el fondo y el biogás producido por la digestión anaeróbica sube a la parte superior. El compartimento para flujo y sedimentación tiene el fondo dividido en dos partes muy inclinadas ($\geq 45^\circ$), dirigidas hacia una abertura delgada en el centro, por donde deslizan los lodos al compartimento inferior para la digestión. Las burbujas de biogás llevan ciertas partículas hasta la superficie, donde forman una nata. Tubos en forma de T o deflectores están colocados en la entrada y la salida para reducir la velocidad y evitar la salida de la nata del compartimento. Los lodos se

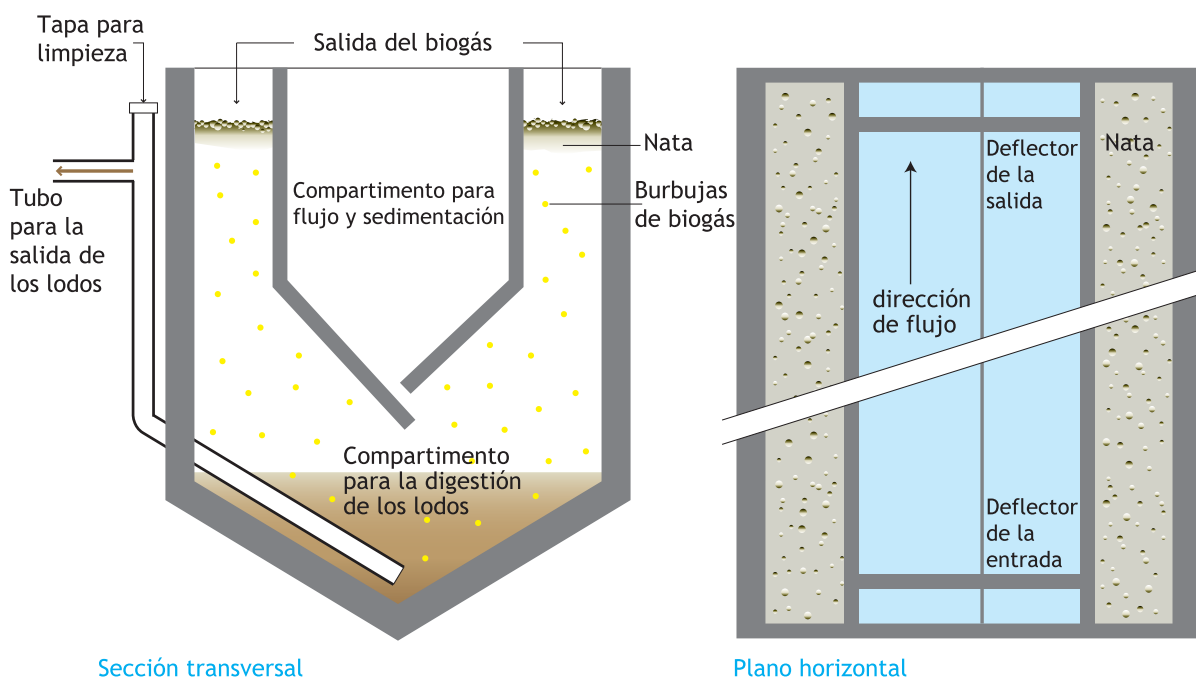


Figura 5.5 Esquemas de un tanque Imhoff (Tilley *et al.*, 2014)

acumulan en el compartimiento de la digestión, se compactan y se estabilizan parcialmente por medio de la digestión anaeróbica. La fracción líquida tiene un corto tiempo de retención (2 a 4 horas), mientras los sólidos podrán permanecer hasta varios años en el compartimiento de digestión. Tanto los lodos asentados como el agua que sale encima necesitan tratamiento adicional antes de su uso o disposición final. Los lodos pueden recibir este tratamiento en un tanque de sedimentación y espesamiento o en un lecho de secado y el efluente puede ser tratado en un humedal artificial, por ejemplo. Se puede operar un tanque Imhoff en condiciones que sean desfavorables para los reactores de biogás y donde no se disponga del espacio suficiente para lagunas de estabilización.

El dimensionamiento del compartimiento de digestión depende principalmente de la temperatura, la acumulación de lodos y el grado de estabilización previsto para los lodos, factores que también están vinculados a la frecuencia de extracción de los lodos. Normalmente, se diseña el compartimiento de digestión para retener los lodos durante 4 a 12 meses a fin de permitir suficiente digestión anaeróbica. En climas fríos, se requiere más tiempo y, por lo tanto, mayor volumen. Generalmente, los tanques Imhoff son construidos dentro de la tierra, en hormigón reforzado. Sin embargo, pueden armarse encima de la tierra, lo que facilita la extracción de los lodos, ya que puede realizarse por gravedad. Para la extracción de lodos, es necesario instalar un tubo y una bomba o bien proveer acceso a los camiones aspiradores y bombas móviles (Capítulo 4). Se debe asegurar siempre una distancia mínima de 50 cm entre el manto de lodos y la abertura en el fondo del compartimiento de sedimentación. Las cámaras para la nata y el biogás están ubicados en los costados del tanque y un tubo para la extracción de los lodos puede ser instalado (WSP, 2007; Figura 5.5). Se recomienda colocar tamices y una cámara para arena antes de un tanque Imhoff, a fin de prevenir el ingreso de materiales gruesos que podrían alterar el funcionamiento del sistema.

Posibles ventajas y limitaciones de tanques Imhoff

Las principales ventajas de los tanques Imhoff, comparados a los tanques de sedimentación y espesamiento, son la baja demanda de terreno, la posibilidad de operar un solo tanque (Klingel *et al.*, 2002) y la decantación física para separar la fracción líquida de los lodos asentados. Las principales limitaciones, en comparación nuevamente con los tanques de sedimentación y espesamiento, incluyen mayor complejidad operativa, ligeramente mayores costos constructivos (por su mayor altura, para acomodar sus fondos inclinados) y el riesgo de dañar el tubo de extracción de lodos (mayormente debido a una extracción demasiada infrecuente). La operación de un tanque Imhoff no es tan compleja como la de otras tecnologías, pero sin embargo requiere operadores capacitados. Es muy importante limpiar las diferentes rutas de flujo y las paredes del tanque, además de retirar la nata. Los lodos estabilizados deben ser extraídos del compartimiento de digestión según su diseño (EAWAG *et al.*, 2010).

5.4.3 Incineración de lodos

Esta forma de disposición consiste en quemar los sólidos a temperaturas entre 850 y 900 °C. Generalmente, no se realiza para aprovechar su potencial para la recuperación de recursos, pero se puede captar la energía liberada, por ejemplo en hornos de cemento (Capítulo 10; Murray Muspratt *et al.*, 2014). La ceniza generada puede ser utilizada, por ejemplo en la construcción o como material secante para cubrir las heces en inodoros secos con separación de la orina, aunque también puede desecharse en rellenos sanitarios. Dependiendo de la fuente de los LF, las cenizas pueden contener altas concentraciones de metales pesados (Hall, 1999).

Es necesario separar el agua de los LF antes de su combustión, pero no hace falta estabilización, ya que se reduciría el contenido volátil de los lodos (Metcalf y Eddy, 2003). Los sistemas de incineración más comunes son hornos de varios pisos, combustión en lechos fluidizados y la co-incineración con desechos sólidos municipales.

Posibles ventajas y limitaciones de la incineración de los lodos

Las desventajas incluyen: la posible contaminación del aire; la necesidad de contar con personal altamente capacitado para la operación y mantenimiento; los altos costos de inversión y operación; y las cenizas residuales (Metcalf y Eddy, 2003). Las ventajas que ofrece son la gran reducción del volumen y la destrucción de todos los patógenos.

5.4.4 Tratamiento mecánico de los lodos

La separación del agua o espesamiento mecánicos pueden realizarse antes o después de otros pasos de tratamiento. La separación del agua y el espesamiento de los LF son importantes para reducir el volumen que requiere adicional tratamiento o manejo. Luego del espesamiento, frecuentemente hace falta separar aún más agua y esto puede ser realizado naturalmente o mediante máquinas como centrífugas y prensas.

Las cuatro tecnologías mecanizadas más utilizadas para la separación del agua de los lodos de EDAR son la prensa de cinta coladora, la centrífuga, el filtro prensa de marcos y la prensa tornillo. Existen pocos ejemplos del uso de estas tecnologías con LF, pero en teoría deben ser transferibles. En Malasia, se ha aplicado la centrifugación para separar el agua de LF, luego de un tamizado y la adición de floculantes, en un lugar donde no se disponía del terreno extenso que otras tecnologías requieren.

Las siguientes tecnologías son bien conocidas en el manejo de aguas servidas y la adición previa de floculantes es recomendada para todas ellas, a fin de facilitar la separación de los líquidos y los sólidos. Aunque son ampliamente aplicadas en el tratamiento de lodos de EDAR, hace falta mayor experimentación antes de poder emitir recomendaciones para el diseño y la operación de tales sistemas en el tratamiento de LF.

La prensa de cinta coladora: Permite expulsar el agua presente en los lodos al comprimirlos entre dos cintas. Sus mayores desventajas frente a otras técnicas mecánicas de separación del agua son la necesidad de personal calificado y la dificultad de controlar los olores. El sistema consiste en:

- Una zona de drenaje por gravedad, donde se depositan los lodos floculados y son transportados sobre una cinta porosa;
- Una zona de compresión, donde una segunda cinta desde arriba comprime hasta una presión de 700 kPa; y
- Una zona donde las cintas se separan y se caen los lodos.

La centrífuga: Esta tecnología quita el agua de los LF al apretarlos hacia fuera sobre un cilindro que rota sobre su eje horizontal, debido a la fuerza centrífuga. Los lodos floculados son inyectados al interior del cilindro y las partículas son empujadas hacia fuera sobre la superficie del cilindro. Un tornillo de Arquímedes conduce el agua hacia el extremo donde ingresaron los lodos, mientras otro lleva a los lodos al otro extremo. La principal desventaja de la centrífuga es su alta demanda de energía.

El filtro prensa de marcos: Este sistema consiste en marcos verticales porosos fijados en dos paredes frente a frente para formar un compartimento. Es un proceso en el cual lotes de lodos llenan el compartimento bajo una alta presión (hasta 1500 kPa), que expulsa los lixiviados a través de los marcos porosos y luego se sueltan los lodos al abrir la pared inferior.

La prensa tornillo: Consiste en un tornillo sinfín que gira dentro de un cilindro perforado. Los lodos entran por un lado y son presionados debido a la distancia cada vez menor entre el tornillo y el cilindro, por lo tanto se exprime el agua que sale a través de los poros en el cilindro. Los lodos salen al otro extremo sin el agua líquida. Las prensas tornillo separan el agua a bajos costos de inversión y operación, además de que solo requieren mínimas destrezas para el mantenimiento. Sin embargo, el grado de separación del agua es menor que en las otras tecnologías mecánicas aquí mencionadas.

Posibles ventajas y limitaciones del tratamiento mecánico de los lodos

Las principales limitaciones de estas tecnologías, comparadas a las alternativas no mecanizadas, son sus costos de inversión, mayor atención en la operación y mantenimiento, la necesidad de aplicar floculantes y la dependencia de la electricidad. Sus ventajas incluyen su baja demanda de espacio y la velocidad del proceso. Para transferir estos tipos de tecnología al tratamiento de LF, es necesaria una mayor información proveniente de los fabricantes, laboratorios y pruebas a escala piloto.

5.4.5 Adición de cal

Se utiliza la cal en el tratamiento de los lodos de aguas servidas, con el fin de reducir los patógenos, olores y materia orgánica desagradable, además de como acondicionador de lodos para lograr la precipitación de los metales y el fósforo (Méndez *et al.*, 2002). En las Filipinas, se la ha aplicado en el MLF (Caso de Estudio 5.3). El proceso de reducción de patógenos durante la estabilización alcalina se basa en aumentos en el pH, la temperatura (por reacciones oxidativas exotérmicas) y la concentración de amoníaco (Pescon y Nelson, 2005). Su efecto se realiza con mayor tiempo de contacto y mayor dosificación. En general, todos los compuestos químicos que poseen fuertes propiedades alcalinas son llamados cal. Sus formas más comunes son la cal viva (CaO) y la cal apagada (Ca(OH)₂). Se obtiene la cal viva de roca caliza por medio de un proceso de calcinación a altas temperaturas. Al hidratarse, se convierte en la cal apagada, que también es llamada hidrato de cal o hidróxido de calcio (Ecuación 5.1; USEPA, 2000).

Ecuación 5.1: $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(OH)}_2$ (Cal viva y agua se convierten en cal apagada.)

Ecuación 5.2: $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$
(Cal apagada y dióxido de carbono se convierten en carbonato de calcio y agua.)

El alto pH que resulta de la formación de carbonato de calcio (Ecuación 5.2) crea un ambiente que impide o retarda la degradación microbiana de la materia orgánica (Turovskiy y Mathai, 2006). Sin embargo, es importante considerar varios parámetros del diseño, como características de los LF, dosificación de la cal, tiempo de contacto y pH, a fin de lograr resultados óptimos de la estabilización con cal, de la manera más económica que sea posible (Turovskiy y Mathai, 2006).

Un beneficio adicional del uso de la cal es que causa la precipitación de los metales pesados. Por otro lado, el efecto desinfectante de la cal que destruye los patógenos también puede perjudicar los procesos microbianos deseados, como el compostaje y otros procesos en el suelo. Ante todo, la salud es primordial y la cal es cáustica e irrita la piel, los ojos y los pulmones, por lo tanto, el uso correcto del equipo de protección personal es esencial (Caso de Estudio 5.3). Además, se debe asegurar medidas de protección contra la humedad y el fuego.

Posibles ventajas y limitaciones del tratamiento con cal

Las principales desventajas de esta técnica son la necesidad de obtener la cal y contar con un lugar seco para su almacenamiento. Una consideración es el posible recrecimiento de los patógenos después del tratamiento. La cal es un material alcalino que reacciona fuertemente con la humedad y representa un riesgo para los ojos, la piel y el sistema respiratorio. Por lo tanto, el personal debe estar capacitado para seguir los debidos procedimientos de salud y seguridad, incluyendo el uso correcto del equipo de protección.

Caso de Estudio 5.3: Estabilización con cal en el Valle de San Fernando, las Filipinas

(Adaptado de Robbins, 2009)

En junio de 2008, los ingenieros y personal de las oficinas de salud, planificación, ambiente e ingeniería de la ciudad de San Fernando iniciaron la primera fase de un proyecto piloto demostrativo para determinar la eficacia de la estabilización con la cal como método para tratar los lodos fecales (LF) domésticos (Robbins, 2009). También, el Departamento de Salud de las Filipinas la había mencionado como una tecnología apropiada, pero no se la había probado en campo.

Al inicio del proyecto, se utilizó una descarga de unos 5 m³ de LF para probar el método. Primero, tenían que seleccionar un sitio con los siguientes criterios: (1) que haya suficiente distancia de los sectores residenciales; (2) que la capa freática de agua esté más profunda que 25 m; y (3) que el suelo sea

preferiblemente impermeable para evitar el costo de revestir el lecho con una geomembrana. Una vez identificado el sitio, se cavó un lecho para mezclar los LF, que medía 3 m de ancho, 4 m de largo y 1,5 m de profundidad. El suelo contenía mucha arcilla y no fue necesario impermeabilizar la excavación.

Se transportaron los LF al sitio en un camión que los vació inmediatamente en el lecho. Luego de llenar la cantidad correcta, se agregó y mezcló la cal (que se había traído en sacos de 50 kg). Los trabajadores añadieron cuidadosamente la cal palada por palada, con máscaras puestas con el fin de prevenir la respiración de este polvo tan reactivo. Luego, se mezcló la cal dentro de los LF. Aunque se disponía de una pequeña bomba mezcladora (de 3 caballos de fuerza), se optó por mezclarlos manualmente con remos de madera, durante 30 minutos, entre 3 trabajadores. Este tiempo resultó suficiente para lograr el grado deseado de homogenización. Se ha sugerido que también se podría agregar la cal directamente al camión antes de su descarga. El avance del tratamiento fue monitoreado con un sensor portátil de pH y un cronómetro. Para alcanzar la debida desinfección, la meta consistía en lograr 30 minutos a pH 12, 60 minutos a pH 11,5 o 120 minutos a pH 11. La velocidad en el incremento de pH y el valor final de pH dependen de la cantidad de cal agregada por metro cúbico de LF, la calidad de la cal apagada y el grado de homogenización. Las pruebas en San Fernando mostraron que una dosificación de 50 kg de cal en 5 m³ de LF fue suficiente para lograr el grado necesario de tratamiento (un pH de 11 durante 2 horas). Luego, se observó una destrucción total de los patógenos y una excelente separación de los líquidos y los sólidos. Las pruebas realizadas sobre otros parámetros, como metales pesados, revelaron que los valores eran menores a los estándares del Departamento de Salud de las Filipinas.

Luego de completar el proceso, el pH volvió a ser neutro. En 24 horas, se extrajo el líquido transparente, mediante sifón, hasta una laguna, para su posterior uso como riego en la agricultura o la jardinería. Los sólidos pueden ser usados para el mejoramiento de los suelos o bien pueden ser secados y utilizados para cubrir rellenos sanitarios.

En el estudio en San Fernando, el precio de un saco de 50 kg de cal apagada fue 455 pesos filipinos (9 dólares estadounidenses), incluyendo su entrega. Tomando en cuenta dos trabajadores, el monitoreo, la excavación y otros gastos asociados, el costo total del tratamiento fue de 200 pesos filipinos (4 dólares) por metro cúbico de LF tratados. Por los resultados obtenidos, el costo y su funcionalidad, es factible estabilizar lotes de LF de hasta 15 m³ con cal.

5.5 TECNOLOGÍAS INNOVADORAS PARA TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

Actualmente, hay mucha investigación sobre tecnologías innovadoras para el tratamiento de LF. Muchas de estas se centran en la recuperación de recursos y, por lo tanto, esta sección tiene un fuerte vínculo con el Capítulo 10, sobre los productos finales del tratamiento.

5.5.1 Compostaje con lombrices

Las lombrices de tierra pertenecen a la subclase Oligochaetes y son muy eficaces en la reducción de desechos orgánicos. Un ejemplo es el “lombri-filtro” que trata los lodos diluidos de aguas servidas domésticas en un sistema con lombrices (Zhao *et al.*, 2010). Es remarcable que las lombrices parecen trabajar sinérgicamente con las comunidades de bacterias presentes en el filtro. Las lombrices no pueden vivir en las heces frescas y requieren algún tipo de apoyo de las capas de tierra y compost de lombriz. No se le considera un método confiable para una destrucción adecuada de los patógenos, pero llevada a cabo correctamente esta tecnología puede producir una eliminación total de las bacterias coliformes. Rodríguez-Canché *et al.* (2010) demostraron que la reducción de los huevos de helmintos en el “lombri-compostaje” de LF de tanques sépticos hasta grados aceptables para la agricultura en 60 días después de la inoculación con lombrices de tierra. Las bacterias coliformes, las Salmonella y los huevos de helmintos se redujeron a <1000 MPN, <3MPN y <1 huevo viable por gramo de materia seca, respectivamente.

Posibles ventajas y limitaciones del compostaje con lombrices

En general, las ventajas y limitaciones del compostaje con lombrices son similares a las de co-compostaje. Sin embargo, el compostaje con lombrices no puede ser llevado a cabo en las temperaturas termofílicas del co-compostaje. Por lo tanto, en el caso de que no se logre una reducción adecuada de patógenos, serán necesarios pasos adicionales de tratamiento. Las limitaciones incluyen la vulnerabilidad de las lombrices a sustancias tóxicas o altas concentraciones en general, el tiempo necesario para lograr un compost maduro (que puede ser mayor que en el compostaje termofílico) y que todavía es una tecnología en proceso de desarrollo. La producción de lombrices puede ser otro beneficio, en caso de que exista demanda en el mercado local.

5.5.2 La Mosca Soldada Negra (*Hermetia illucens*)

Esta especie de mosca es originaria de América, pero también se la encuentra frecuentemente en otras zonas de clima cálido o templado. Sus larvas se alimentan de la materia orgánica en descomposición, tales como legumbres, frutas y estiércol. Se le ha investigado en el ámbito de la biodegradación de desechos orgánicos municipales, estiércol de los animales y LF (Diener *et al.*, 2009; Diener *et al.*, 2011; Qing *et al.*, 2011). Este proceso se basa en el ciclo de vida natural de esta especie, en el cual solo las larvas se alimentan, luego migran antes de realizar su metamorfosis y como adultos simplemente no comen. Así, el riesgo de ser un vector de enfermedades es muy bajo, ya que no es atraído a cocinas o comedores cuando puede volar (Sheppard *et al.*, 1994). Las larvas pueden reducir el volumen de los desechos orgánicos hasta en un 75 %, además de asimilar grandes cantidades de nitrógeno y fósforo (Diener *et al.*, 2009). Este periodo de crecimiento puede durar entre dos y cuatro semanas, según la disponibilidad de alimento, lo que permite tratar desechos que no son generados continuamente.

Se ha demostrado que las larvas de *Hermetia* se desarrollan muy bien con LF puros. Sin embargo, Diener *et al.* (2009) observaron que, con una mezcla de LF y desechos orgánicos municipales, las larvas se engordan más rápidamente. Esto sería ventajoso en su venta como alimento para pollos, peces y otros animales (Capítulo 10). Los sólidos residuales, luego de la producción de *Hermetia*, requieren pasos adicionales de compostaje o digestión anaeróbica para convertirse en una excelente enmienda del suelo.

La mayor parte del estudio de esta especie, hasta ahora, ha sido a escala de laboratorio, pero parece que se está



Figura 5.6 Larvas de la mosca *Hermetia illucens* justo antes de formar sus crisálidas (foto: Stephan Diener).

formando un mercado. Por ejemplo, la compañía Biocycle está empeñada en llevar a gran escala un modelo de negocio rentable para la recolección de excremento humano, tratamiento en sus instalaciones, cosecha de las larvas y venta del producto final (www.biocycle.com). Esta tecnología tiene muy buenas perspectivas por sus bajos costos operativos y el potencial para la venta de las larvas (a veces secas) como fuente de proteína. Algunos puntos técnicos y empresariales quedan todavía por pulirse.

Posibles ventajas y limitaciones de *Hermetia*

Una ventaja de tratar los LF con *Hermetia* es su factibilidad con o sin la adición de otros desechos orgánicos, incluso en una escala pequeña. Permite la generación de ingresos para pequeños empresarios, con una mínima inversión inicial. Sin embargo, todavía falta información sobre la manera de realizar esta tecnología a gran escala en los países de bajos y medianos ingresos, por lo tanto aún no se pueden emitir recomendaciones precisas para su diseño y operación en el tratamiento de LF (Diener *et al.*, 2011).

5.5.3 Tratamiento con amoníaco

Una alternativa para la reducción de patógenos es el tratamiento con amoníaco. Se ha reportado la eficacia del amoníaco (sin carga eléctrica, NH_3) en la inactivación de algunos tipos de microorganismos, bacterias, virus y parásitos (Jenkins *et al.*, 1998; Pescon y Nelson, 2005). Su acción se basa en el hecho de que el amoníaco entra en las células, absorbe los protones intracelulares presentes y se convierte en el ion cargado de amonio (NH_4^+), lo que altera el funcionamiento normal de los organismos (Park y Diez-González, 2003). La adición de amoníaco ha sido aplicada en el tratamiento de lodos de aguas servidas y es frecuentemente llamada ‘estabilización alcalina’ (Allievi *et al.*, 1994; Mendez *et al.*, 2002).

Recientemente, se ha investigado el uso del amoníaco presente en el mismo excremento para la reducción de patógenos en los LF. Esto es posible al recolectar la orina por separado y luego mezclarla con los LF, ya que la orina fermentada tiene una alta concentración de amoníaco (Capítulo 2). En el caso de lodos con bajas concentraciones de amoníaco, se podría añadir amoníaco adicional en la forma de urea sintética para mejorar el tratamiento.

Posibles ventajas y limitaciones del tratamiento con amoníaco

En comparación con la cal, el amoníaco no requiere condiciones tan estrictas para su almacenamiento. Sería especialmente aplicable en sectores con abundantes inodoros secos con separación de la orina (UDDT). En caso de tener que aplicar la urea sintética, subiría el costo, lo que podría limitar su factibilidad económica y su sostenibilidad. Otra limitación es la estabilidad del nitrógeno en el producto final y la duda sobre la posibilidad de aprovechar este nutriente completamente.

Caso de Estudio 5.4: Saneamiento con amoníaco - mortandad de *Ascaris* y el Proyecto de “Lodos Seguros” (“Safe Sludge”, en inglés)

Para evaluar el efecto del amoníaco en la reducción de patógenos, Fidjeland *et al.* (2013) monitorearon la viabilidad de los huevos de *Ascaris* de lodos fecales (LF) durante su estadía en diferentes concentraciones de amoníaco y a diferentes temperaturas en el laboratorio. En concentraciones de amoníaco mayores a 170 mM (lo que equivale a 2 L de agua de arrastre con cada uso del inodoro), a una temperatura de 23 °C, se redujo la viabilidad de los huevos de *Ascaris* en un 99,9 % en un mes y medio. Con 6 L de agua de arrastre, la concentración de amoníaco era menor (44 mM) y el mismo grado de reducción ocurrió solo después 6 meses a 23 °C. A mayores temperaturas, la inactivación de los huevos de *Ascaris* se aceleraba y la concentración necesaria de amoníaco era menor. Al instalar sistemas de inodoros con bajo flujo de agua y almacenamiento hermético, puede ser suficiente el amoníaco intrínseco para sanear los LF, sin tratamiento adicional.

Entre mayo de 2011 y mayo de 2013, la Universidad de California en Berkeley llevó a cabo otro proyecto llamado “Lodos Seguros”, dirigido por la Dra. Kara Nelson. El objetivo era lograr la reducción de los patógenos en LF de inodoros secos con separación de la orina (UDDT) con el amoníaco que se encuentra naturalmente presente en la orina. Los LF de UDDT son mucho más secos y compactos que la mayoría de los LF. Este proceso parece ser más eficiente con LF de UDDT, ya que se optimiza el tiempo de contacto entre el amoníaco y las heces con patógenos, sin necesidad de agregar urea sintética. La enzima ureasa no es activa en un pH mayor a 9, por lo tanto, el proceso de desinfección “Lodos Seguros” requiere dos fases: un tiempo de contacto entre la orina y las heces de 4 horas a fin de permitir la hidrólisis de la urea, seguido por la adición de una sustancia alcalinizante (hidróxido de calcio) para generar el amoníaco.

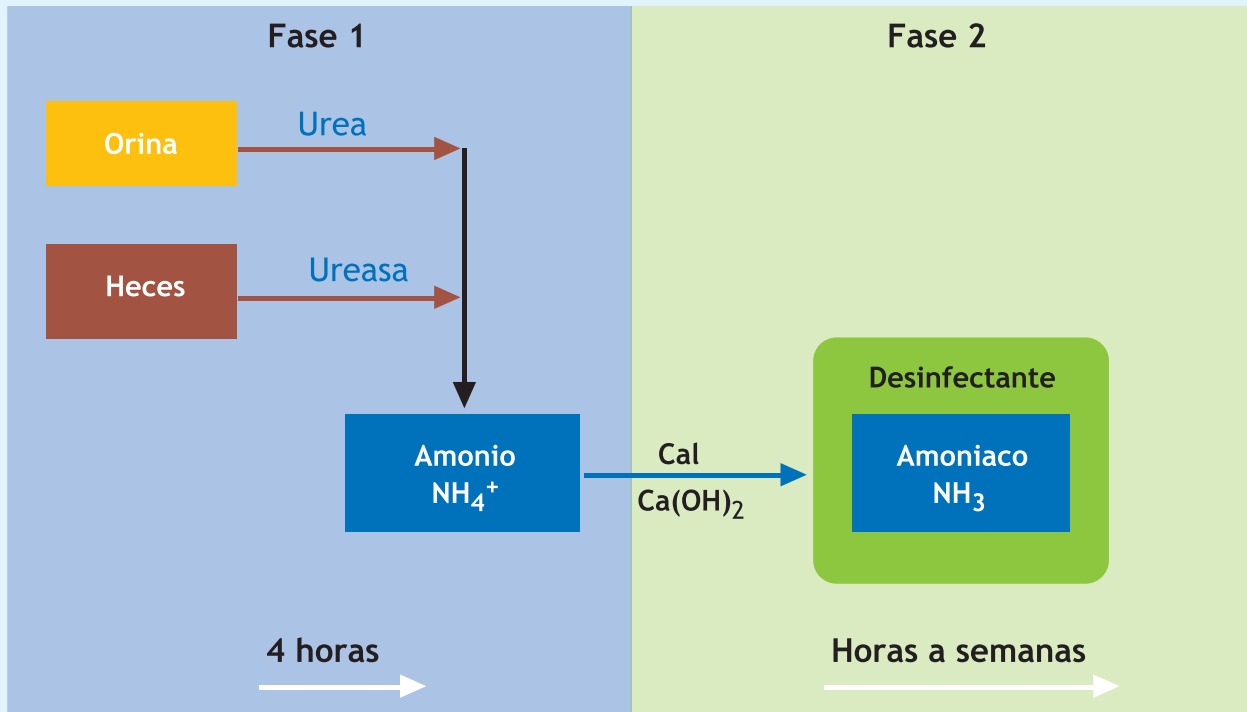


Figura 5.7 El proceso de “Lodos seguros” para la desinfección en dos fases: hidrólisis de la urea por la enzima ureasa (hasta 4 horas) y la adición de cal para incrementar el pH y así lograr la conversión de amonio a amoníaco que es conocido como un desinfectante. Tiempo estimado para la desinfección: horas a semanas. (Figura adaptada de <http://forum.susana.org>, 2013.)

5.5.4 Secado y granulación con energía térmica

El secado térmico permite la eliminación de todo tipo de líquidos de los LF (Capítulo 3). Se le ha aplicado en el manejo de lodos de aguas servidas desde hace años y se ha difundido y mejorado desde sus orígenes en otras industrias (p.ej., la del papel). Varios tipos de esta tecnología existen, todos basados en la evaporación con el calor. Los productos son estables y en forma granular, lo que facilita su almacenamiento y transporte.

Los secadores térmicos directos o indirectos también son llamados de convección y de contacto, respectivamente (Lowe *et al.*, 2007). Requieren una separación previa del agua, si los LF tienen un alto contenido hídrico. En los secadores térmicos directos, aire o gases calientes se mezclan con los lodos durante el trayecto a través de la máquina. En los indirectos, se utiliza un intercambiador de calor que pasa el calor a los lodos por convección. En este último caso, el medio de transporte del calor (p.ej., vapor o aceite) no entra en contacto directo con los lodos, lo que evita la necesidad operativa de luego tener que separar los lodos del portador del calor. En ambos casos, es necesario recolectar y evacuar el vapor generado por la evaporación del agua. El uso de gases puede ser delicado, según las regulaciones ambientales y los olores emitidos y los secadores térmicos indirectos producen un vapor menos contaminado.

Posibles ventajas y limitaciones del secado térmico

El secado térmico produce grandes reducciones en el volumen y el contenido de patógenos. Los lodos secos son fáciles de manejar y comercializar, principalmente para uso en la agricultura (Capítulo 10). Sus principales limitaciones incluyen el costo, la alta demanda de energía, mucha necesidad de mantenimiento y el riesgo de incendios o explosiones debido a los gases y polvos presentes.

La formación de gránulos (o ‘pellets’) combina la separación mecánica del agua con el secado térmico. Los gránulos pueden ser utilizados como combustible o para mejorar los suelos y son fáciles de transportar y comercializar. Los Casos de Estudio 5.5 y 5.6 presentan ejemplos de la aplicación de estas tecnologías para producir fertilizantes y enmiendas del suelo.

Caso de Estudio 5.5: Gránulos como fertilizante y enmienda del suelo

(Adaptado de Nikiema *et al.*, 2013)

En Ghana, se llevaron a cabo experimentos sobre la conversión de LF secos en cinco diferentes tipos de productos, los que luego fueron granulados (formados en pellets) utilizando una maquinaria construida localmente (una versión de un granulador 380V). Los LF provenían de baños públicos y tanques sépticos (en una proporción de 1:2), que luego fueron secados y estabilizados en un lecho de secado sin plantas y se les trató mediante el co-compostaje (Nikiema *et al.*, 2013). Los principales parámetros en la formulación de los gránulos fueron la humedad (del 10 al 55 % en peso), junto con el tipo y concentración de material aglutinante (arcilla o almidón, del 0 al 10 % en peso). Respecto a la producción, se midieron la cantidad de gránulos de alta calidad, el tamaño de los mismos y su estabilidad.

Basándose en investigaciones preliminares, se identificaron al almidón de yuca y la arcilla como posibles materiales aglutinantes, de los cuales el almidón resultó mejor. Nikiema *et al.* (2013) recomiendan añadir agua caliente ($85 \pm 5^\circ\text{C}$) al almidón seco y mezclarlo manualmente y luego agregarlo a los LF secos (en una proporción de 3 %) para obtener los mejores gránulos.

Caso de Estudio 5.6: Granulación con la Máquina LaDePa en Durban, Sudáfrica

Otro ejemplo que combina el secado con la granulación es el sistema LaDePa (Pasteurización y Deshidratación de lo que sale de Letrinas, en inglés) que desarrolló el Departamento de Agua y Saneamiento del Municipio de eThekweni (EWS, Durban, Sudáfrica), en conjunto con su socio tecnológico, Particle Separation Systems. Se desarrolló una tecnología para tratar los LF de las letrinas de pozo a través de un número de pasos térmicos y mecánicos. Funciona basada en un tornillo sinfín que impulsa los LF a través de una lámina metálica perforada que forma los gránulos (pellets) y mantiene adentro los desechos inorgánicos. Los gránulos caen sobre una banda transportadora que los lleva a un espacio donde son secados con aire a una temperatura de 100°C (un llamado “secador Parsep”). Se logra la reducción de patógenos mediante radiación infrarroja de onda mediana. Aunque el equipo utiliza mucha energía, es aproximadamente la mitad, por persona, de lo que consume una estación de depuración de aguas residuales (EDAR) con el sistema convencional de lodos activados. Luego de varias modificaciones, el sistema LaDePa está actualmente disponible en forma modular en un contenedor de envíos internacionales, para recibir LF con un 20 a un 35 % de sólidos y convertirlos en gránulos con un 80 a un 90 % de sólidos. Los gránulos se venden para uso como combustible o como enmienda del suelo.

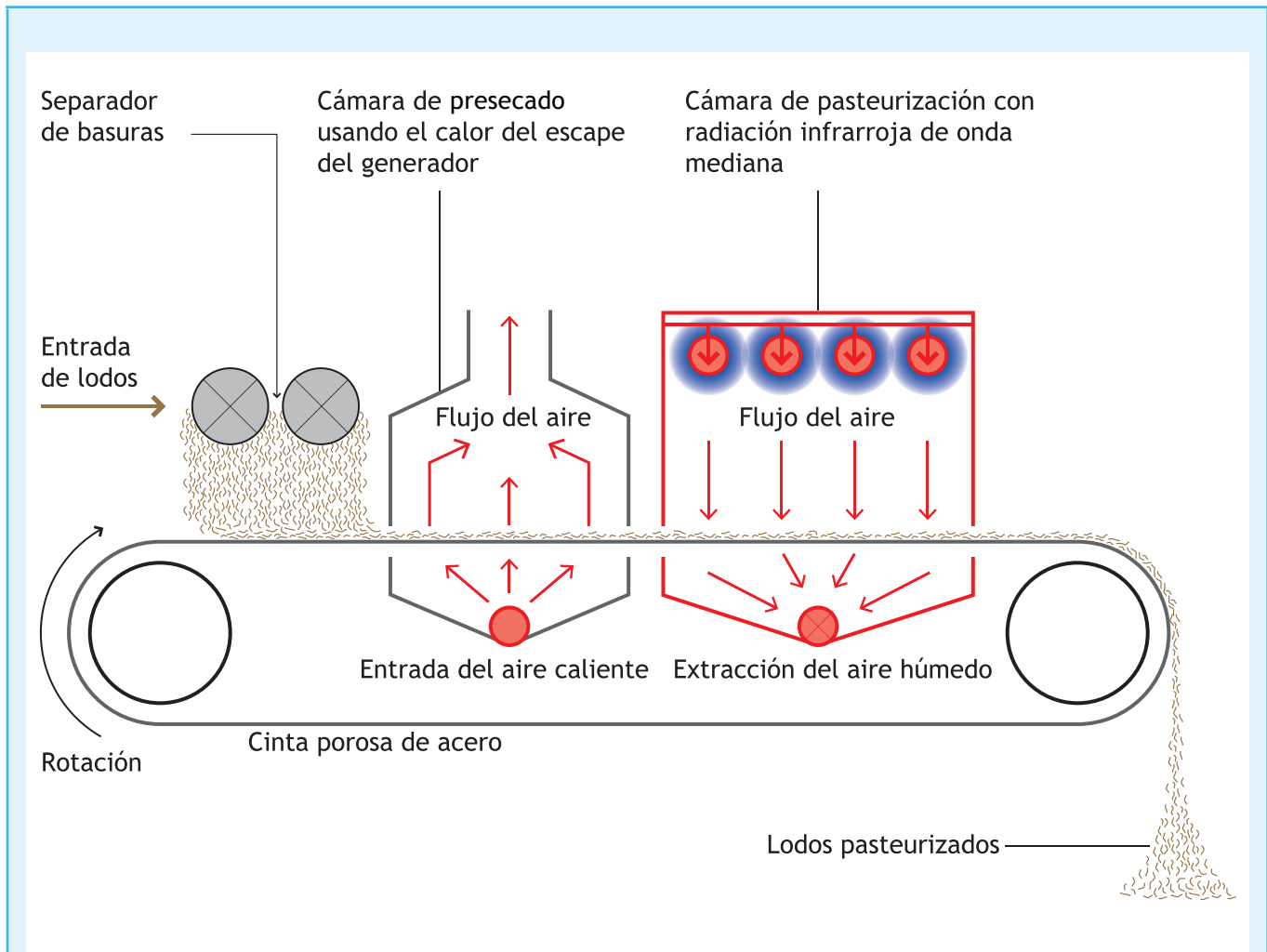


Figura 5.8 Esquema de la máquina LaDePa para granular, secar y pasteurizar lodos fecales.

Una gran ventaja del LaDePa es su diseño que no requiere una clasificación manual previa. Muchas veces, los lodos de letrinas contienen una gran cantidad de desechos inorgánicos (Sección 2.9.7), lo que complica su tratamiento y la generación de un producto útil, pero este sistema los separa mecánicamente.

Posibles ventajas y limitaciones del secado y granulado de los lodos

La principal ventaja de estas tecnologías es que son compactas, móviles y robustas. Además, dependiendo del proceso aplicado, los gránulos son libres de patógenos y, por lo tanto, seguros para usar en la agricultura. Los gránulos también pueden ser usados como combustible industrial, independiente de su contenido de patógenos. Una limitación es que, en caso de dañarse, los costos y los conocimientos necesarios para su reparación pueden ser altos. Además, se depende completamente de la electricidad. Otras desventajas incluyen el alto costo de inversión y la necesidad de conocimientos especializados para su mantenimiento.

5.5.5 Secado solar

Se aplica una forma especial de secado en los secadores solares de lodos. Se lo ha realizado en gran escala desde el siglo XIX en Europa y los EE.UU., para tratar lodos de aguas servidas (Hill y Bux, 2011). Generalmente, se construyen invernaderos con techos transparentes sobre pisos y paredes de concreto. Se colocan los LF en el piso durante 10 a 20 días. Existen las opciones de operación por lotes o en forma continua, con los aparatos para regular las condiciones de ventilación, homogenización del aire y temperatura. Los principales factores que influyen sobre su eficacia en la evaporación son las variaciones en la radiación solar, la temperatura del aire y la tasa de ventilación, aunque la humedad inicial de los lodos y la homogenización del aire también son importantes (Seginer y Bux, 2005).

Puesto que el techo reduce el ingreso de la luz ultravioleta, la destrucción de los patógenos es algo menor, en especial respecto a las bacterias coliformes fecales que son muy sensibles a este tipo de radiación (Shanahan *et al.*, 2010). El contenido de sólidos llega hasta alrededor de un 40 % después de 12 días (Shanahan *et al.*, 2010) o hasta un 90 % luego de 20 días (Hill y Bux, 2011), según las condiciones.

Posibles ventajas y limitaciones del secado solar

Las principales ventajas de esta opción son el bajo consumo de energía, la poca complejidad, los bajos costos de inversión y su alta eficiencia en la separación del agua. Las mayores limitaciones son el espacio que requiere y la necesidad de modos mecánicos para voltear los lodos y para ventilar los invernaderos. Aunque algunos proyectos piloto están en marcha, no se dispone de información sobre el uso de esta tecnología en el tratamiento de LF en países de bajos ingresos o los parámetros particulares de diseño y operación que se deben tomar en cuenta para este propósito.

5.6 SELECCIÓN DE LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

En este capítulo, hemos visto un panorama de tecnologías de tratamiento. Para seleccionar un tratamiento óptimo o una combinación de estos, es necesario tomar en cuenta muchos factores, lo que se complica por la falta de experiencia operativa a largo plazo en muchos de los casos. El Esquema de Selección de Tecnologías y la Planificación de MLF de A a Z del Capítulo 17 fueron diseñados para ayudar en esta selección. El Recuadro 5.1 también proporciona información para la comparación de los costos entre las diferentes tecnologías.

Recuadro 5.1: Comparación de los costos de los diferentes tecnologías de tratamiento Linda Strande

En la sección sobre la Planificación, se presentan todos los pasos del proceso de la toma de decisiones y en Capítulo 17, sobre la Planificación de Sistemas Integrados de Manejo de Lodos Fecales, se resumen estos pasos en el Esquema de Selección de Tecnologías (Figura 17.10) y la Planificación de MLF de A a Z (Tabla 17.1). Además, el Capítulo 13 explica diferentes modelos de flujo financiero y el Capítulo 12 detalla diferentes modelos de manejo. No se debe comparar los costos fuera de un enfoque integrado que incluye el manejo y la planificación, ya que los costos de la tecnología están interrelacionados con estos otros factores e impactados por ellos. Es necesario comparar los costos basados en la vida útil de cada tecnología, es decir, sobre todo el horizonte de planificación del proyecto, incluyendo los gastos recurrentes (p.ej., transporte, operación y mantenimiento, capacitación y desarrollo de políticas). No solo el costo es importante, sino que también quién lo va pagar y cómo será pagado a largo plazo. La mejor opción no es siempre la más barata, sino más bien la que mejor asegura la satisfacción de los usuarios, amplia cobertura y recuperación de los costos (Sección 17.5). Últimamente, el éxito de un plan de MLF depende en gran medida de la capacidad de los actores de hacer cumplir los mecanismos financieros que planificaron y de operar y mantener su ETLF.

La dificultad para comparar los costos de las tecnologías de MLF que se presentan en este capítulo es que están mayormente funcionando a escala piloto o de laboratorio y no cuentan con experiencia operativa a largo plazo sobre la cual generar estimaciones. El acceso a estos datos sobre costos mejorará a través del

tiempo con más de estas instalaciones, pero, mientras tanto, se deben calcular estimaciones razonables. Otra dificultad es la variación en los costos de un contexto a otro.

Hay dos maneras de calcular los costos sobre la vida útil prevista:

Valor Actual Neto: este cálculo involucra la determinación de la inversión requerida de capital y todos los flujos futuros de dinero sobre la vida útil prevista. Luego, esta cantidad se convierte en el valor actual, es decir, la cantidad de dinero que tendría que ser invertido hoy para cubrir todos los gastos durante su vida útil. Mientras menor es la suma, más económica es la opción. Se puede utilizar este valor para comparar diferentes opciones con la misma vida útil.

Costo Anual Equivalente: este cálculo requiere determinar la inversión requerida de capital y todos los flujos futuros de dinero sobre la vida útil prevista. Luego, esta cantidad se convierte en la cantidad requerida de dinero anualmente. Un Valor Actual Neto puede convertirse en un Costo Anual Equivalente y viceversa, pero este último sirve para comparar tecnologías con diferentes vidas útiles. Los costos anuales se calculan como el costo de inversión anualizado, dividido por la vida útil prevista con la tasa de interés, además de los costos anuales de operación y mantenimiento, como indica la Ecuación 5.3.

Ecuación 5.3:

$$AC_o = -C_o \left[\frac{(1+i)^{n_o} \cdot i}{(1+i)^{n_o} - 1} \right] - F_o$$

Donde:

AC_o = costo anualizado del componente del sistema sanitario (\$/persona/año)

C_o = costo de inversión del componente del sistema sanitario (\$/persona)

n_o = vida útil de servicio del sistema sanitario (años)

i = tasa real del interés

F_o = costo operativo anual del componente del sistema sanitario (\$/persona/año)

Otra manera de comparar entre los sistemas es normalizar los costos por tonelada de sólidos tratados. Un ejemplo de la estimación de costos basado en una experiencia a escala piloto es planteado por Steiner *et al.* (2002) a partir de investigaciones en Tailandia acerca de los lechos de secado con plantas (Koottatep *et al.*, 2001; Surinkul, 2002). Según la construcción y operación en el proyecto piloto, se estimaron los costos anualizados en EE.UU.\$1.500 /año (\$0,95/persona o \$186/tonelada de sólidos). No incluyeron costos recurrentes de operación y mantenimiento (p.ej., cosecha de plantas, extracción de lodos), pero podrían estimarse basándose en la operación del proyecto piloto.

Esta estimación solo incluyó el costo del lecho de secado y no las estructuras de contención descentralizada, la recolección, el transporte o el uso final de los lodos y lixiviados tratados. Dodane *et al.* (2012) presentan una comparación completa de MLF y sistemas con alcantarillado, en sistemas existentes uno junto al otro en Dakar, Senegal, y cómo se soportan los costos (Tabla 5.2). Para comparar el MLF con los sistemas basados en alcantarillado, es necesario considerar la cadena entera de servicio. Cuando se estiman los costos de una cadena entera de servicio, es crítico evaluar quién paga los costos (p.ej., los usuarios, el gobierno o los actores privados).

Tabla 5.2 Comparación de MLF y sistemas con alcantarillado, en casos que funcionan uno junto al otro en Dakar, Senegal, desglosando los aportes de los habitantes, la Oficina Nacional de Saneamiento (ONAS), las compañías de Recolección y Transporte (RyT) y los usuarios de los productos finales (Dodane *et al.*, 2012)

Costos de Inversión Anualizados (por persona y año)									
	Basado en Alcantarillado				Manejo de Lodos Fecales (MLF)				
	Hogar	ONAS	Usuario Final	TOTAL	Hogar	RyT	ONAS	Usuario Final	TOTAL
Conexión al hogar¹	0,00	-4,98	0,00	-2,74	0,00	0,00	0,00	0,00	
Recolección y transporte²	0,00	-30,20	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	
Estación de tratamiento³	0,00	-7,49	0,00	0,00	0,00	0,00	-1,03	0,00	
TOTAL	0,00	-42,66	0,00	-42,66	-2,74	-0,28	-1,03	0,00	-4,04
Costos Operativos Anuales (por persona y año)									
	Basado en Alcantarillado				Manejo de Lodos Fecales (MLF)				
	Hogar	ONAS	Usuario Final	TOTAL	Hogar	RyT	ONAS	Usuario Final	TOTAL
Recolección y transporte⁴	0,00	-6,64	0,00	-5,00	0,26	0,00	0,00	0,00	
Impuesto sanitario⁵	-2,00	2,00	0,00	-2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Estación de tratamiento³	0,00	-6,46	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,84	0,00	
Productos finales⁶	0,00	1,13	-0,01	0,00	0,00	0,01	-0,01	-0,01	
TOTAL	-2,00	-9,97	-0,01	-11,98	-7,00	0,26	-0,83	-0,01	-7,58
Combinado									
TOTAL	-2,00	-52,63	-0,01	-54,64	-9,74	-0,02	-1,86	-0,01	-11,63

¹ Conexión al hogar (inversión) = conexión al alcantarillado, tanque séptico

² Recolección y transporte (inversión) = alcantarillado, estaciones de bombeo, camiones aspiradores

³ Estación de tratamiento (inversión y operación) = estación de depuración de aguas residuales (EDAR), estación de tratamiento de lodos fecales (ETLF)

⁴ Recolección y transporte (operación) = alcantarillado, estaciones de bombeo, tarifas del vaciado descentralizado, transporte en camiones

⁵ Impuesto sanitario (operación) = un impuesto para saneamiento pagado por cada residente basado en su consumo de agua

⁶ Productos finales (operación) = biogás, agua reclamada, LF secos para combustible o enmiendas del suelo.

Como se analizará en la Sección 14.5.3, la comparación de las tecnologías de tratamiento también se complica por factores como el grado de centralización o descentralización. Las tecnologías de MLF suelen ser más descentralizadas o semicentralizadas que los sistemas centralizados basados en alcantarillado. Respecto a la satisfacción a largo plazo de las necesidades del crecimiento urbano, las tecnologías descentralizadas son más flexibles, ya que pueden ser construidas de forma modular a medida que sean requeridas (Maurer, 2009). En función de costos de inversión y manejo, la economía de escala produce estaciones más grandes que son más eficientes respecto al costo que las estaciones más pequeñas. Sin embargo, cuando se toma en cuenta el transporte de los LF, parece que algunas estaciones descentralizadas y más pequeñas podrán ser más económicas, ya que reducirían las distancias y los tiempos. Por esta razón, es importante considerar toda la cadena de servicio al tomar una decisión. La correlación entre la escala y el costo no es lineal y generalmente se puede determinar un punto de igualdad. Por ejemplo, en Japón el tratamiento descentralizado de aguas servidas, incluyendo la recuperación de recursos, es más económico que los sistemas convencionales con un tubo para distribuir el agua y otro para recolectar las aguas servidas, a flujos mayores a 100 m³/día (Gaulke, 2006). Todos estos factores dependen mucho del contexto local y las particularidades de cada ciudad (Sección 14.4.8).

5.7 CONCLUSIONES

Como muestra la Figura 5.1, este capítulo resume las tecnologías establecidas y emergentes para el tratamiento de LF. Es importante tomar en cuenta al seleccionar una tecnología que existen varias alternativas para diferentes objetivos de tratamiento y que pueden ser utilizadas solas o en combinaciones. Es necesario considerar muchos factores en esta selección, como el uso final, los objetivos de tratamiento, sus ventajas y posibles limitaciones, además de sus costos. (Hay más información relevante en las secciones de este libro sobre planificación y gestión.)

5.8 BIBLIOGRAFÍA

- Allievi, L., Colombi, A., Calcaterra, E., Ferrari, A. (1994). Inactivation of faecal bacteria in sewage sludge by alkaline treatment. *Bioresource Technology* 49(1), p.25-30.
- Arthur, R., Hammond, A.B. (2010). Potential Biogas Production from Sewage Sludge: A Case Study of the Sewage Treatment Plant at Kwame Nkarumah University of Science and Technology, Ghana. *International Journal of Energy and Environment* 1(6), p.1009-1016.
- Cofie, O., Koné, D. (2009). Co-composting of faecal sludge and organic solid waste Kumasi, Ghana – Case study of sustainable sanitation projects. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA). Disponible en: <http://www.susana.org/en/resources/library/details/113>
- Cofie, O.O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E., Koné, D. (2006). Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research*, 40(1), p.75-82.
- Cooperband, L. (2002). The art and science of composting – a resource for farmers and compost producers. University of Wisconsin-Madison, EE.UU.: Centre for Integrated Agricultural Systems.
- Daisy, A., Kamaraj, S. (2011). The Impact and Treatment of Night Soil in Anaerobic Digester: A Review. *Journal of Microbial & Biochemical Technology* 3(3), p.43-50.
- Diener, S., Zurbrugg, C., Tockner, K. (2009). Conversion of organic material by black soldier fly larvae: establishing optimal feeding rates. *Waste Management & Research*, 27(6), p.603-610.
- Diener, S., Zurbrugg, C., Gutierrez, F.R., Nguyen, D.H., Morel, A., Koottatep, T., Tockner, K. (2011). Black Soldier fly larvae for organic waste treatment - prospects and constraints. Proceedings of the 2nd International Conference on Solid Waste Management in the Developing Countries 13-15 February 2011, Khulna, Bangladesh.
- Dodane, P.H., Mbéguéré, M., Ousmane, S., Strande, L. (2012). Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. *Environmental Science & Technology* 46(7), p.3705-3711.
- EAWAG, IWMI (2003). Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste – A Literature and State-of-Knowledge Review. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/ewm/dl/CCP_FS_orgWaste.pdf.
- EAWAG, Stauffer B., Spuhler D. (2010). Imhoff Tank. En: Conradin, K., Kropac, M., Spuhler, D. (Eds.) (2010): The SSWM Toolbox. Basilea, Suiza: seecon international gmbh.
- Fernández, R.G., Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S., Ballan, G.E., Bortolotti, V., Montangero, A., Strauss, M. (2004). Septage Treatment Using Waste Stabilization Ponds. Proceedings, 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and 6th International IWA Specialist Group Conference.
- Fidjeland, J., Magri, M.E., Jönsson, H., Albiñ, A., Vinnerås, B. (2013). The potential for self-sanitisation of faecal sludge by intrinsic ammonia. *Water Research* 47(16), p.6014-6023.
- Gaulke, L.S. (2006). Johkasou. On-site Wastewater Treatment and Reuses in Japan. Proceedings of the Institute of Civil Engineers. *Water Management* 159(2), p.103-109.
- Hall, J. (1999). Ecological and economical balance for sludge management options. En: Langenkamp, H., Marmo, L. (eds.). Workshop on Problems around Sludge, Stresa, Italy, 18-19 November 1999, p.155-172.
- Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). Solids separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics 05/98. Dubendorf, Suiza: EAWAG/SANDEC.

- Hill, P.E., Bux, M. (2011). Harnessing solar energy for biosolids management: a green approach to drying. Resúmen disponible en: <http://info.ncsafewater.org>.
- Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S, Fernández, R.G., Strauss, M., Montangero, A. (2002). Cotreatment of sewage and septage in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology* 45(1), p.9-15.
- Jenkins, M.B., Bowman, D.D., Ghiorse, W.C. (1998). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts by ammonia. *Applied Environmental Microbiology* 64(2), p.784-788.
- Klingel, F., Montangero, A., Koné, D., Strauss, M. (2002). *Fecal Sludge Management in Developing Countries. A planning manual*. Dübendorf, Suiza: EAWAG/SANDEC.
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research* 41(19), p.4397-4402.
- Koottatep, T., Polprasert, C., Oanh, N.T.K., Heiness, U., Montangero, A., Strauss, M. (2001). Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. *Water Science and Technology* 44: 181-188.
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heiness, U., Strauss, M. (2004). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate—Lessons learnt after seven years of operation. *Water Science and Technology* 51 (9), p.119-126.
- Kurup, B., Kurup, R., Mathew, K. and Ho, G. (2002) Co-treatment of septage in a municipal sewage treatment pond system. *Water Science & Technology*, 46 (9). p.315-321.
- Lowe, P. (2007). Developments in the thermal drying of sewage sludge. *Water and Environment Journal* 9(3), p.306-316.
- Mara, D.D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Londres, Gran Bretaña: Earthscan Publications.
- Mara, D.D., Alabaster, G.P., Pearson, H.W., Mills, S.W. (1992). *Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds, Gran Bretaña.
- Maurer, M. 2009. Specific net present value: An improved method for assessing modularization costs in water services with growing demand. *Water Research* 43(8), p.2121-2130.
- Mendez, J.M., Jimenez, B.E., Barrios, J.A. (2002). Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. *Water Science and Technology* 46, p.139-146.
- Metcalf, Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed. McGraw Hill, Nueva York, EE.UU.
- Murray Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 4(2): 223–230. Resúmen disponible en: <http://www.iwaponline.com/washdev/004/washdev0040223.htm>
- Nikiema, J., Cofie, O., Impraim, R., Adamtey, N. (2013). Processing of Fecal Sludge to Fertilizer Pellets Using a Low-cost Technology in Ghana. *Environment and Pollution* 2 (4), p.70-87.
- Papadopoulos F., Papadopoulos A., Parisopoulos G., Sdragas G., Metaxa I. (2007). The Treatment of Septage Using Stabilization Ponds. *Fresenius Environmental Bulletin* 16(4): 385-392.
- Park, G. W., Diez-González, F. 2003. Utilization of carbonate and ammonia-based treatments to eliminate *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* DT104 from cattle manure. *Journal of Applied Microbiology* 94(4), p.675-685.
- Pescon, B.M., Nelson, K.L. (2005). Inactivation of *Ascaris suum* eggs by ammonia. *Environmental Science and Technology* 39, p.7909-7914.
- Robbins, D. (2009). Septage Treatment – Lime Stabilisation. Disponible en <http://sfluseptage.blogspot.nl/2010/05/septage-treatment-lime-stabilization.html>.
- Rodríguez-Canchéa, L.G., Cardoso Vigueros, L., Maldonado-Montiel, T., Martínez-Sanmiguel, M. (2010). Pathogen reduction in septic tank sludge through vermicomposting using *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology* 101(10), p.3548-3553.
- Rouse, J., Rothenberger, S., Zurbruegg, C. (2008). *Marketing Compost. A Guide for Compost Producers in Low and Middle-Income Countries*. Dübendorf, Suiza: SANDEC/EAWAG).
- Seginer, I., Bux, M. (2005). Prediction of Evaporation Rate in a Solar Dryer for Sewage Sludge. *International*

Commission of Agricultural Engineering, Commission Internationale du Genie Rural (CIGR), E-Journal Volume 7.

- Shanahan, E.F., Roiko, A., Tindale, N.W., Thomas, M.P., Walpole, R., Ipek Kurtböke, D. (2010). Evaluation of pathogen removal in a solar sludge drying facility using microbial indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(2), p.565–582.
- Sheppard, D.C., Newton, G.L., Thompson, S.A., Savage, S.E. (1994). A value added manure management system using the Black Soldier fly. *Bioresource Technology* 50, p.275-279
- Song, Z., Qin, J., Yang, G., Feng, Y., Ren, G. (2012). Effect of human excreta mixture on biogas production. *Advanced Materials Research* 347, p.2570-2575.
- Steiner, M., Montangero, A., Koné, D., Strauss, M. (2002). Estimation of Collection, Haulage, Treatment and Disposal/Reuse Cost. 1st Edition, October 2002. Informe de Sandec, disponible en www.eawag.ch/sandec.
- Still, D., Louton, B., Bakare, B., Taylor, C., Foxon, K., Lorentz, S. (2012). Investigating the potential of deep row entrenchment of pit latrine and waste water sludges for forestry and land rehabilitation purposes – WRC Project No. K5/1829. Water Reserach Commission (WRC), Sudáfrica.
- Strauss, M., Drescher, S., Zurbruegg, C., Montangero, A., Cofie, O., Drechsel, P. (2003). Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste - a Literature and State-of-Knowledge Review. Disponible en www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/swm/dl/Strauss_2003.pdf.
- Strauss, M., Larmie, S.A., Heinss, U., Montangero, A. (2000). Treating Faecal Sludges in Ponds. Disponible en www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/ewm/dl/FS_WSP_overview2.pdf.
- Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. EAWAG, Dübendorf, Suiza. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version
- Turovskiy, I., Mathai, P.K. (2006). *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley and Sons, Nueva Jersey, EE.UU.
- USEPA. (2000). *Biosolids Technology Fact Sheet: Alkaline Stabilization of Biosolids*. EPA 832-F-00-052. Washington, DC, EE.UU: United States Environmental Protection Agency. Accesible buscando en: nepis.epa.gov.
- WSP (ed.). (2007): *Philippines Sanitation Source Book and Decision Aid*. Washington, DC, EE.UU.: Water and Sanitation Program.
- Zhao, L., Wang, Y. Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., Deng, D. (2010). Earthworm-microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research* 44(8), p.2572-2582.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuál tecnología (o conjunto de ellas) recomendaría usted para tratar los LF de una pequeña ciudad tropical que dispone de grandes extensiones de terreno y la capa freática de agua en el suelo está muy profunda? ¿Cuáles serían las ventajas y desventajas de esta solución?
2. Describa las siguientes tecnologías innovadoras para tratar los LF: conversión por larvas de *Hermetia illucens*; uso de amoníaco; secado térmico con granulación; y compostaje con lombrices.
3. Nombre dos tecnologías del tratamiento de lodos provenientes de aguas servidas que podrían ser aplicadas para tratar los LF.
4. ¿Por qué son de especial importancia las condiciones locales en la selección de una tecnología para tratar los LF?